

## **PRAIA DO CASSINO (RIO GRANDE – RS): QUALIDADE DA ÁGUA DOS SANGRADOUROS DA ÁREA CENTRAL – ANTES (2003) E DEPOIS (2005) DA INSTALAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS (ETE)**

**Maria da Graça Zepka BAUMGARTEN<sup>1</sup>, Débora MILLÃO<sup>1</sup>, Patrícia Gomes COSTA<sup>2</sup>, Karina Kammer ATTISANO<sup>2</sup>, Nadja B. Dias da COSTA<sup>2</sup>, Fabiane Bretanha GUTIERRES<sup>2</sup>, Sheila Bueno GIORDANO<sup>2</sup>, Eder Antônio C. ARAÚJO<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Laboratório de Hidroquímica E-mail: dqmngzb@furg.br

<sup>2</sup>Pós Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica – FURG E-mail: ccpcfqg@furg.br

**RESUMO:** Sangradouros são cursos de água nascente que deságuam na praia alimentados pelo escoamento pluvial. O presente estudo avaliou a qualidade das águas dos sangradouros mais centrais da Praia do Cassino (município de Rio Grande) que recebem clandestinamente esgotos domésticos, além de um outro sangradouro localizado mais distante do centro do balneário (local referência). Simultaneamente, foi amostrada a água da zona de arrebentação da praia à frente do deságüe de cada um desses sangradouros. As amostragens foram realizadas antes (2003) e depois (2005) da instalação da ETE no Cassino. Os resultados de ambos os anos estudados evidenciaram a alta contaminação por esgoto e a eutrofização da água dos sangradouros mais centrais, se destacando como o mais contaminado o que percorre a Rua Rio de Janeiro, apesar de que uma parte dessa rua já tem rede coletora de esgotos. Os sangradouros da Rua do Riacho e o da Rua Júlio de Castilhos, situados em áreas menos centrais e desprovidas de rede coletora, também apresentaram contaminação desde 2003. Isso foi conseqüência de que a rede de coleta de esgotos do Cassino é pouco abrangente, proporcionando as ligações clandestinas nos sangradouros. Além disso, em torno de 40% das edificações construídas em ruas que possuem rede coletora de esgoto disponível, ainda não fizeram as ligações na rede. Nas zonas de arrebentação da praia, a contaminação ocorreu na frente do sangradouro da Rua Rio de Janeiro em épocas de chuvas. Para melhorar a qualidade das águas dos sangradouros e de suas margens, urge aumentar a extensão da rede coletora e disseminar programas de educação ambiental para motivar as ligações residenciais na rede, além ser necessária uma maior fiscalização para bloquear as ligações clandestinas.

Palavras-chave: Praia do Cassino (RS), sangradouros, contaminação, esgoto.

### **INTRODUÇÃO**

Nas praias da costa sul do Brasil existem muitos sangradouros que deságuam na zona varrido (“swash”). São cursos de água continental nascente, intermitentes ou não, os quais dão escoamento às águas pluviais que chegam às depressões e banhados, localizados atrás da zona de dunas frontais. Sua importância está na drenagem da planície costeira, como fornecedores de sedimentos e de matéria orgânica para o sistema praial, influenciando na remobilização dos depósitos arenosos.

As alterações antrópicas que modificam o papel dos sangradouros na evolução da zona costeira, especialmente daqueles relacionados à drenagem natural e conseqüente reposição sedimentar na deriva litorânea, podem acelerar as taxas de pro graduação de dunas sobre a planície costeira, e favorecer fenômenos erosivos, os quais podem ser causados tanto por

planejamentos incorretos de drenagem pluvial, como por erosão praial em decorrência de déficit sedimentar (Pereira da Silva, 1998).

Os sangradouros contaminados por esgotos urbanos trazem à praia bactérias como as Coliformes fecais e espécies patogênicas presentes nas fezes, comprometendo a balneabilidade das águas e ocasionando um risco à saúde pública, já que o ambiente praial é usado para recreação e lazer.

Além disso, os sangradouros contaminados desenvolvem uma eutrofização de origem antrópica. Esse processo ocorre pelo fato da matéria orgânica presente nos esgotos (fezes, restos de comida, excreções metabólicas em geral) gerar durante a sua decomposição, altos índices de fito nutrientes, sobretudo de nitrogênio amoniacal e fosfato, que por sua vez favorecem o desenvolvimento de vegetais. Em pequenas concentrações, os fito nutrientes são indispensáveis para o equilíbrio do ambiente, sendo considerados como os principais fatores condicionantes da produtividade de vegetais (Esteves & Barbosa, 1992). Entretanto, em altas concentrações aumentam a densidade de vegetais oportunistas, o que resulta em alterações qualitativas, como o surgimento de novas espécies e o desaparecimento de outras (Esteves, 1998).

Os efeitos da eutrofização artificial podem ser encarados como uma reação em cadeia, de causas e efeitos, que tem como resultado final a quebra do equilíbrio ecológico, pois passa a existir mais matéria orgânica (vegetais mortos e detritos vindos com o esgoto) do que o sistema é capaz de decompor.

O aumento de produção de matéria orgânica vegetal e animal em decorrência da eutrofização artificial geram aumento da biomassa de vegetais oportunistas e conseqüente diminuição da diversidade natural e gera o aumento da quantidade de detritos orgânicos, além dos já trazidos com os esgotos. A decomposição desses detritos por microorganismos decompositores consome quantidades expressivas de oxigênio da água, resultando na produção de outros gases fétidos e venenosos produzidos pela atividade metabólica de bactérias anaeróbias que então se desenvolvem, entre os quais, metano, amônia ou amoníaco e sulfídrico (Esteves, 1998), o que baixa o potencial turístico do local.

Para que todo este processo se reverta e o ambiente entre em equilíbrio novamente, é necessário reduzir o aporte de fitonutrientes com o tratamento dos efluentes até haver a eliminação dos fosfatos e dos compostos nitrogenados, o que ameniza o excesso da biomassa vegetal e das bactérias decompositoras e consumidoras de oxigênio. Portanto, o tratamento dos esgotos remove as impurezas físicas, químicas e biológicas, principalmente os microorganismos patogênicos.

Várias doenças podem ser transmitidas pela disposição inadequada de esgotos principalmente em praias, transmitidas por veiculação hídrica aos banhistas, tais como a esquistossomose (*Schistosoma mansoni*), febre tifóide, poliomielite, gastroenterite, hepatite infecciosa, cólera (*Vibrião colérico*), amebíase (*Entamoeba histolytica*), giardise (*Giardia lamblia*), entre outras. Existe também a possibilidade de ocorrência nos esgotos de outros microorganismos oportunistas, responsáveis por dermatoses e outras doenças como a conjuntivite, otite e doenças de vias respiratórias (Millão, 2004).

### **A Praia do Cassino e os esgotos domésticos**

A Praia do Cassino está localizada no 1º distrito do município de Rio Grande (RS), distando-se do centro desta cidade em torno de 18 km (Figura 1). Caracteriza-se por ser a maior praia em extensão do mundo, com aproximadamente 224 km, se estendendo desde os Molhes da Barra da cidade do Rio Grande até a Barra da cidade do Chuí. Conta com um *status* administrativo especial, a SEC (Secretaria Especial do Cassino, antiga ABC), que presta serviços de olvidaria e infraestrutura e que foi criada no final da década de 1970 para regularizar terrenos ocupados irregularmente na chamada Faixa de Marinha, na beira da praia. A população fixa do balneário (censo do IBGE, 2001) era de 8.549 habitantes. Na alta temporada de veraneio (Dezembro a Março) a população chega a atingir 200.000 habitantes (Da Cruz, 2003).

Apesar do relativo grande número de habitantes, principalmente no verão, a maioria das casas é suprida de fossas sépticas individuais, ou em muitas os seus esgotos são lançados direta e clandestinamente na rede pluvial e/ou aos vários sangradouros que deságuam na praia (Figura 2).

Em 2004 a CORSAN (Companhia Riograndense de Saneamento) construiu no balneário uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) com tratamento anaeróbio.

É prevista a expansão da rede coletora, pois até o momento a mesma abrange apenas o percurso final da Rua Montevideó e da Rua Buenos Aires, nas proximidades da praia, se

estendendo também nas transversais que ligam essas duas ruas, inclusive a Avenida Beira Mar. A Rua Montevideo e a Rua Buenos Aires são paralelas à Avenida Rio Grande, mas em lados opostos. Esta avenida é a mais central do Cassino, embora ao longo dela inesperadamente não exista rede coletora (Figuras 3 e 4). A Rua Rio de Janeiro, situada entre a Avenida Rio Grande e a Rua Montevideo, apesar de ser local de escoamento de um sangradouro, somente é servida pela rede coletora em torno de oito esquinas formadas pelas ruas transversais que a cortam. Portanto, ao longo da Rua Rio de Janeiro não foi instalada a rede, e somente as residências mais próximas das ruas transversais é que podem fazer as ligações de seus esgotos.

Fica muito evidente que, embora essa rede seja pouco extensa e, portanto insuficiente, todas as edificações comerciais ou particulares das áreas supridas dessa rede deveriam ser induzidas a fazer suas ligações na mesma, visando amenizar as ligações clandestinas e a contaminação da rede pluvial e dos sangradouros.

Considerando os prédios e outras edificações construídos em ruas que possuem rede coletora de esgoto disponível para ligação, até o momento os dados oficiais são: apenas 217 prédios (55,4% do total dos mesmos) e 447 residências (62,8%) estão ligados à referida rede, o que contribui para a subutilização da capacidade da ETE (CORSAN, sede do Cassino, junho de 2007).

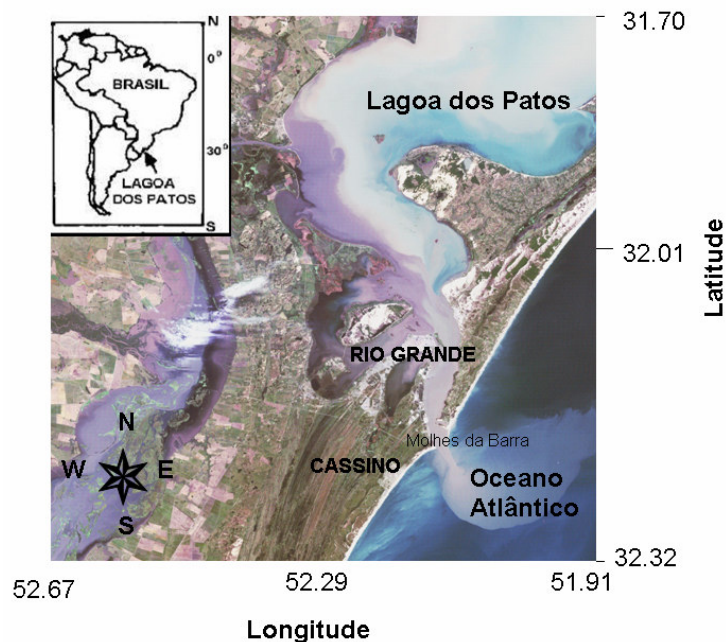


Figura 1 - Sul da Lagoa dos Patos em regime de vazante e desembocadura no Oceano Atlântico; Fonte: Imagem do satélite Land SAT 7 – Bandas 3-2-1 (maio/2002). Outorgadas pela Univ. Nac. Córdoba; (Lab. Hidráulica, escala 1:1,300,000)

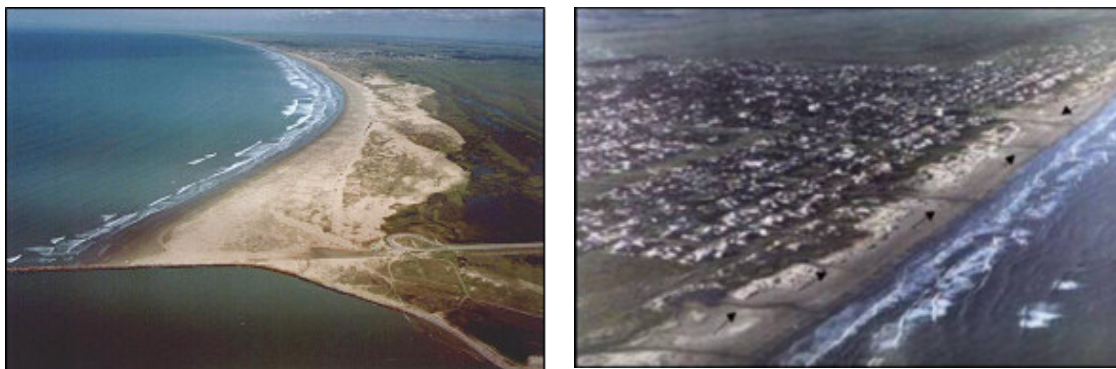


Figura 2 - Vista aérea do Balneário Cassino; as setas indicam os sangradouros; (disponível em [www.praiadocassino.hpg.ig.com.br](http://www.praiadocassino.hpg.ig.com.br))

O monitoramento e a avaliação das condições balneabilidade das águas da zona de arrebenção da praia são feitos anualmente durante o verão (de Novembro a Março), através do Projeto Balneabilidade, coordenado pela FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental). São analisadas as concentrações das bactérias Coliformes fecais, que são bioindicadoras de poluição por esgotos domésticos e normalmente presentes nos intestinos de seres homeotérmicos, como o homem. De acordo com esses resultados, são colocadas placas na beira da praia indicando se a água é "Própria" ou "Imprópria" para banhos. Mas, a qualidade das águas dos sangradouros nunca foi investigada, apesar dos banhistas terem contato direto com as águas dos mesmos.

Além da avaliação dos níveis de Coliformes, outros parâmetros complementares também podem ser monitorados nas águas para identificar a contaminação por esgotos domésticos, pois os mesmos alteram direta ou indiretamente a composição original do ambiente aquático receptor. A contaminação direta ocorre quando o esgoto é lançado já contaminado com compostos químicos. A contaminação indireta ocorre como consequência de vários processos, destacando-se os que envolvem a decomposição microbiológica da matéria orgânica fecal e detritica presente nos esgotos, os quais resultam na liberação (excreção) de compostos nitrogenados e fosfatados para a água receptora causando a eutrofização da mesma.

Esta preocupação gerou o presente estudo, pioneiro neste sentido, onde foram feitas avaliações de parâmetros hidroquímicos nos sangradouros e nas águas das zonas de arrebenção receptoras dos mesmos, nos períodos anterior e posterior da instalação da ETE no Cassino (respectivamente 2003 e 2005), mostrando se esse procedimento influenciou a evolução da qualidade das águas da praia.

Além disso, esse estudo pretende gerar dados básicos informativos para órgãos ambientais regionais e programas de gerenciamento do balneário e, ainda, para elucidar os banhistas que freqüentam a praia, muitas vezes sem saber o que realmente está ocorrendo em termos de qualidade da água presentes na praia e riscos sanitários.

## METODOLOGIA

### Estratégia de amostragem

Ano de **2003**: entre Janeiro e início de Março, semanalmente foram feitas sete amostragens de água de superfície de cada um dos três principais e mais centrais sangradouros da Praia do Cassino (Figura 3), sendo um situado ao longo da **Rua do Riacho** (denominado de **S1**, Figura 5), que é lateral à rua central principal do balneário. O segundo sangradouro percorre a **Rua Rio de Janeiro (S2)** e é o mais próximo da rua principal (Figura 6). O terceiro percorre a **Rua Júlio de Castilhos (S3)** e também se posiciona na área lateral à rua principal, mas oposta à área da Rua do Riacho.

O Sangradouro da Rua do Riacho (Figura 5) é o de maior dimensão dentre os estudados, tendo um intenso fluxo de deságüe em épocas de estiagem, quando o fluxo dos outros sangradouros se reduz intensamente. Percorre o balneário por um percurso natural, sendo muito vegetado em seu substrato e margem, principalmente de vegetação emersa.

O sangradouro da Rua Rio de Janeiro (Figura 6) recebe uma visível carga de efluentes clandestinos em seu trajeto, apesar de ser o único que, antes de desaguar no oceano, atravessa a área do balneário provida de rede coletora de esgotos (Figura 4). Outro diferencial com relação aos outros sangradouros amostrados é que esse escorre dentro de uma vala de concreto construído ao longo da rua, ao lado da calçada, o qual é fechado na sua parte superior na maioria do percurso, visando não expor o sangradouro, já que está numa rua relativamente muito freqüentada. Essa canalização coberta favorece a clandestinidade das ligações de esgotos das casas próximas.



Figura 3 – Vista aérea da parte central do Baileário Cassino, onde são identificados os sangradouros amostrados (S1, S2, S3 e S4) e as áreas de seus deságües na zona de arrebenção (R1, R2, R3 e R4).

A linha vermelha indica a área onde está instalada a rede coletora de esgotos

**S1** : Sangradouro da Rua do Riacho.

**S2** : Sangradouro da Rua Rio de Janeiro.

**S3** : Sangradouro da Rua Júlio de Castilhos.

**S4** : Sangradouro da Rua Pelotas.

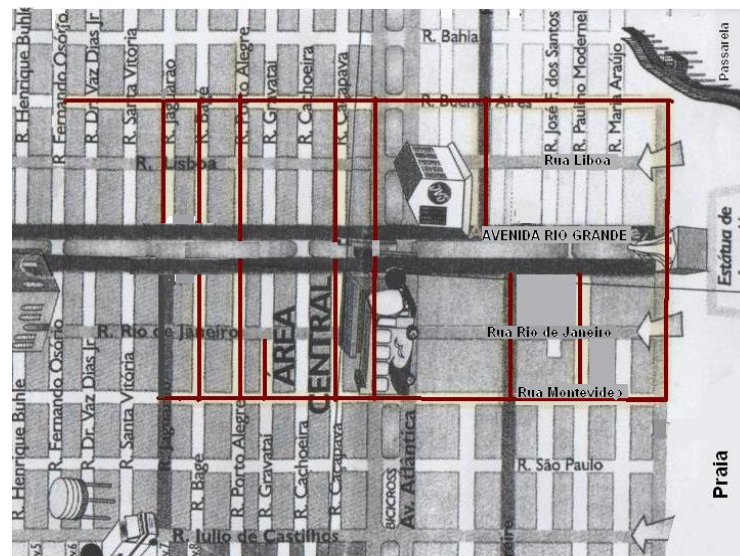


Figura 4 – Detalhes da área abrangida pela rede de coleta de esgotos do Cassino (fonte: CORSAN. Sede do Cassino, 2007).



Figura 5 – Sangradouro que atravessa a Rua do Riacho (**S1**) em sua trajetória pelo balneário e deságüe na praia.



Figura 6 – Sangradouro que atravessa a Rua Rio de Janeiro (**S2**) em sua trajetória pelo balneário.

O Sangradouro da Rua Júlio de Castilhos tem uma vazão semelhante ao da Rua Rio de Janeiro, mas por ser um pouco mais afastado da área central, recebe menos aportes de efluentes clandestinos em comparação com os outros dois amostrados.

Em cada sangradouro as coletas de água foram feitas numa distância de cerca de 40 metros do seu deságüe na zona de arrebentação da praia e, simultaneamente em cada um deles foi amostrada a água oceânica dessa zona (locais denominados de **R1**, **R2** e **R3**), onde as coletas ocorreram à cerca de 15m da linha de praia e a uma profundidade aproximada de 1m (Figura 3).

Ano de **2005**: a estratégia de coleta, os parâmetros analisados e os métodos analíticos desenvolvidos em 2005 nas águas dos sangradouros e das zonas de arrebentação foram os mesmos executados em 2003, mas com exceção de que em 2005 não foi feita a análise de Coliformes. O motivo foi porque na primavera, época em que foi feita a coleta (08/09/05), a FEPAM não realiza análises na praia, o que é feito no verão, gerando os dados de bactérias referidas para o ano de 2003. Além disso, a análise de Coliformes não faz parte dos objetivos do Projeto de Ensino que gerou os dados de 2005, constituinte da disciplina de Métodos de Análises em Oceanografia Química (Mestrado em Oceanografia Química, Física e Geológica – FURG), cujos alunos são os co-autores do presente estudo.

Em 2005, a exemplo de 2003, foram amostrados os sangradouros da Rua do Riacho (S1) e o da Rua Rio de Janeiro (S2), com os respectivos deságües nas zonas de arrebentação (R1 e R2). Mas, mas a amostragem no sangradouro da Rua Júlio de Castilhos foi substituída pela amostragem no Sangradouro da Rua Pelotas, denominado de **S4** e na respectiva área de deságüe (**R4**) (Figura 3), tendo em vista esse estar situado relativamente mais afastado de núcleos residenciais do que a Rua Júlio de Castilhos e, portanto, bem mais longe dos aportes de efluentes.

Dessa maneira, os resultados do sangradouro da Rua Pelotas e de sua área de deságüe foram considerados como naturais e assim serviram de referência (controle) para a comparação e avaliação da qualidade das águas dos outros sangradouros analisados. Isso visou evidenciar mais claramente a influência dos aportes antrópicos nas concentrações registradas nos sangradouros mais centrais do balneário.

A estratégia da adoção de um sangradouro controle (S4) foi necessária porque na legislação ambiental do CONAMA (2005) para águas doces – Classe 2 (caso dos sangradouros) e água salina – Classe 2 (caso das zonas de arrebentação da praia), somente há recomendação de limite máximo de concentração para seis parâmetros dentre os 13 que foram analisados no

presente estudo. Assim, não há referência na legislação para a temperatura, a salinidade, a saturação de oxigênio, a amônia, o fosfato e o silicato, cujos resultados foram comparados com aqueles do sangradouro controle. A legislação se refere ao pH, ao oxigênio, a DBO<sub>5</sub>, a Coliformes e aos fitonutrientes nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, cujos resultados foram comparados com os da legislação e os do sangradouro controle (Tabelas 1 e 2).

**Parâmetros e métodos de análises:** em campo foi medida a temperatura e o pH, respectivamente com termômetro de mercúrio (precisão 0,1°C) e com um potenciômetro digital Modelo Mettler Toledo MP120. As amostras para as análises volumétricas do oxigênio foram fixadas imediatamente após a coleta. No laboratório as amostras destinadas a DBO<sub>5</sub> foram incubadas a 20°C por 5 dias para posterior análise. A salinidade foi medida com um salinômetro de indução, modelo "Yellow Spring 33 SCT".

Para as análises espectrofotométricas dos fitonutrientes dissolvidos nitrogênio amoniacal, fosfato, nitrito, nitrato e silicato, no laboratório as amostras passaram por filtros de acetato de celulose 0,45µm de porosidade. As alíquotas filtradas para esses compostos e mais para o sulfato dissolvido (análise gravimétrica) foram congeladas até as respectivas análises. Esses métodos estão descritos em Baumgarten *et al.* (1996).

Os resultados de Coliformes fecais de 2003 foram obtidos no site [www.fepam.rs.gov.br](http://www.fepam.rs.gov.br). Essas análises foram feitas no Laboratório de Microbiologia (FURG - Departamento de Química), pelo método dos Tubos Múltiplos (APHA, 1998).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

ARREBEN-TAÇÃO	Legislação CONAMA (2005) classe 2 água doce	2003 (médias, min e máx. Tamanho amostral=6)			2005 (Tamanho amostral=1)		
		Rua do Riacho (R1)	Rua Rio de Janeiro (R2)	Rua Júlio de Castilho (R3)	Rua do Riacho (R1)	Rua Rio de Janeiro (R2)	Rua Pelotas (controle - R4)
T (°C)		21,6 (18 - 25)	21,6 (18 - 25)	21,9 (18 - 25)	16	15	16
S (%O)		24,6 (20 - 29)	24,9 (17 - 31)	27,4 (16 - 31)	19,3	18,4	17,9
pH	6,5 a 8,5	8,2 (7,9 - 8,5)	8,2 (7,9 - 8,5)	8,1 (7,6 - 8,5)	7,7	7,9	7,8
Oxig. (mg/l)	>5	7,3 (5,6 - 8,7)	7,5 (6,1 - 8,5)	7,8 (6,9 - 9,0)	10,9	11,5	10,9
Saturação de Oxig. (%)		95 (77 - 110)	98 (81 - 111)	104 (90 - 123)	124	120	121
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	<5	1,6 (1,4 - 2,1)	2,0 (0,6 - 3,1)	2,8 (0,9 - 4,6)	3,6	2,5	5,6
Nit. Amoniacal (µM)	<214,3 µM (ou < 3,7mg/L)	2,4 (0 - 11)	3,5 (0 - 15)	6,6 (0 - 27)	4,4	22,7	8,1
Amônia (mg/l)		0,003 (0 - 0,01)	0,02 (0,02 - 0,02)	0,01 (0 - 0,06)	0,002	0,010	0,003
Fosfato (µM)		1,9 (0,9 - 4,7)	1,5 (0,6 - 2,5)	2,4 (0,6 - 9,8)	1,5	2,3	1,5
Nitrato (µM)	<714 µM (ou <10mg/L)	3,1 (0,9 - 4,9)	2,0 (0,9 - 3,9)	1,8 (1,1 - 3,2)	3,1	4,4	4,6
Nitrito (µM)	<71 µM (ou <1mg/L)	0,4 (0,1 - 1,4)	0,5 (0 - 1,1)	0,5 (0,08 - 1,0)	0,2	0,7	0,4
Coliformes fecais (nmp/100ml)	<1000	316 (20 - 800)	2744 (20 - 11000)	1008 (14 - 2300)			
Silicato (µM)					71	86	75

Tabela 1 – Resultados das análises nas águas da zona de arrebenção à frente dos sangradouros: antes da instalação da ETE (2003 - verão) e depois (2005 - primavera).

**2003**  
(médias, min e máx. Tamanho amostral=6)

**2005**  
(Tamanho amostral=1)

SANGRA- DOUROS	Legislação CONAMA (2005) Classe 2 água doce	Rua do Riacho (S1)	Rua Rio de Janeiro (S2)	Rua Júlio de Castilho (S3)	Rua do Riacho (S1)	Rua Rio de Janeiro (S2)	Rua Pelotas (controle – S4)
T (°C)		24,8 (22 - 27)	25,3 (22 - 28)	25,2 (23 - 28)	20	21	17
S (‰)		0,51 (0,4 - 0,7)	0,51 (0,4 - 0,7)	0,48 (0,4 - 0,6)	0,35	0,35	0,28
pH	6,5 a 8,5	7,7 (7,5 - 8,2)	7,9 (7,5 - 8,3)	7,9 (7,7 - 8,0)	7,6	7,6	7,2
Oxig. (mg/l)	>5	5,9 (3,9 - 8,3)	5,8 (1,6 - 13,7)	5,9 (4,3 - 9,7)	13,3	5,9	9,6
Saturação de Oxig. (%)		71,6 (47 - 95)	70,5 (19 - 164)	74,0 (52 - 113)			
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	<5	7,3 (4,3 - 12,4)	8,2 (3,9 - 15,8)	9,9 (6,2 - 11)	15,9	16,5	4,1
Amônia (mg/l)		0,031 (0,02-0,072)	0,201 (0,008-0,95)	0,067 (0,006-0,117)	0,022	0,026	0,001
Nit. Amoniacal (µM)	<214 µM (ou < 3,7mg/L)	49,5 (10 - 104)	174,4 (27 - 505)	78,4 (9 - 151)		118,7	24,0
Fosfato (µM)		9,1 (4,2 - 16,6)	23,8 (7,3 - 35,6)	10,8 (6,8 - 16,1)	5,1	8,7	4,3
Nitrato (µM)	<714 µM (ou <10mg/L)	4,8 (0,7 - 11,2)	1,8 (0 - 7,4)	3,3 (0,5 - 8,3)	14,3	0,8	13,1
Nitrito (µM)	<71 µM (ou <1mg/L)	1,9 (0,8 - 8,1)	2,1 (0,1 - 5,4)	2,3 (0,3 - 5,2)	5,2	6,9	1,6
Coliformes fecais (nmp/100ml )	<1000						
Silicato (µM)					215	659	220

Tabela 2 – Resultados das análises nas águas dos **sangradouros**: antes da instalação da ETE (2003 - verão) e depois (2005 - primavera).

Em termos das variações dos resultados mostrados nas tabelas 1 e 2, tem-se:

**Temperatura, salinidade e pH:** os sangradouros apresentaram maior temperatura do que a zona de arrebentação, devido ao menor volume de água, sofrendo mais intensamente a influência da radiação solar. Isso fez com que a temperatura em 2003 (verão) fosse maior que em 2005 (primavera).

A salinidade das águas dos sangradouros variou entre 0 e 1, por serem águas continentais. O resquício de sais nas mesmas (máximo de 0,7) veio dos sedimentos que os armazenam em períodos de subida da maré. Além disso, a origem também pode ter sido os aerossóis de água do mar (maresia) transportados pelo vento para a beira da praia.

As águas da zona de arrebentação apresentaram uma salinidade menor que 30, indicando a provável influência do deságüe dos sangradouros que diluiu a água oceânica receptora. Também deve ser considerado que o deságüe do estuário no oceano pelos molhes da barra em regimes de forte vazante, pode diluir a água oceânica da Praia do Cassino, baixando a salinidade.

As menores salinidades das zonas de arrebentação ocorreram durante a primavera de 2005, devido ao maior índice pluviométrico ocorrido nessa época que aumentou a vazão dos sangradouros e do estuário para o oceano.

Os valores de pH se apresentaram em conformidade com a legislação ambiental, oscilando em torno em torno da neutralidade (pH 7) nas águas dos sangradouros e evidenciando leve alcalinidade nas águas da zona de arrebentação, pois essa característica é normal para águas marinhas e de valores menores.



Oxigênio, sua saturação e a DBO<sub>5</sub>: na primavera de 2005 os valores de oxigênio foram mais elevados, o que foi causado pela maior aeração proporcionada nas águas pelas chuvas e ventos mais intensos na primavera de 2005 do que no verão de 2003.

Na zona de arrebenção (Tabela 1) não foram registrados problemas de falta de oxigênio e nem de demanda desse gás (DBO<sub>5</sub>), o que é satisfatório tendo em vista a importância do oxigênio para a respiração biológica. Isso foi consequência da movimentação das ondas que oxigena as águas e compensa o consumo respiratório desse gás ou consumo por processos químicos de oxidação de compostos, sendo ambos mais intensos em áreas com aportes antrópicos de esgotos, como nos sangradouros.

Nos sangradouros, os níveis de oxigênio foram muito menores e a sua sub-saturação foi mais intensa (Tabela 2) do que na zona de arrebenção, apesar de que somente os valores mínimos registrados no verão de 2003 se apresentaram em desconformidade com a legislação ambiental (<5 mg/L de O<sub>2</sub>). Esta baixa nas concentrações de oxigênio ocorreu em períodos do verão com alta insolação e baixa pluviosidade, retendo os efluentes lançados no sangradouro, onde o consumo do oxigênio foi proporcionado pela alta degradação microbiológica (bacteriana) da intensa carga de matéria orgânica vinda com os efluentes. Isso foi mais intensificado no sangradouro da Rua Rio de Janeiro, pois é o local onde é maior o aporte de efluentes. Corroborou com essa hipótese a constatação da alta oxigenação da água do sangradouro da Rua Pelotas (controle) em função do fraco aporte de efluentes (9,6 mg/L).

Na primavera de 2005 o sangradouro da Rua do Riacho apresentou uma exceção dentre os sangradouros, pois apesar de ser receptor de efluentes, nele ocorreu uma alta concentração de oxigênio (13,3 mg/L – Tabela 2). Isso foi devido à alta taxa fotossintética realizada pela farta vegetação submersa e emersa que se proliferava ao longo do mesmo, o que não foi constatado nos outros sangradouros amostrados.

Para a DBO<sub>5</sub> os resultados dos sangradouros foram predominantemente altos com relação ao controle e ao limite recomendado pela legislação ambiental (<5 mg/L). As concentrações máximas e muito altas de DBO<sub>5</sub> registradas no verão e na primavera foram consequências da lixiviação do material orgânico contido no continente para dentro dos sangradouros em períodos de aumentos de chuvas ou ventos, o que também causou a ressuspensão de detritos de origem antrópica acumulado ao longo do tempo no fundo dos sangradouros.

No caso dos valores mínimos e normais de DBO<sub>5</sub> registrados no verão, esses correspondem as amostras coletadas em semanas de menos chuvas e ventos e maior temperatura, quando os detritos sedimentaram, tornando a coluna d'água livre dos mesmos (logo baixando a DBO<sub>5</sub>). Além disso, o aumento da temperatura acelera os processos metabólicos de degradação da matéria orgânica da água, que então se degrada mais rapidamente após lançada no ambiente aquático, a qual teria menos tempo de residência até se degradar (Esteves, 1998).

Nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, fosfato (químioindicadores) e Coliformes fecais (bioindicadores da presença de esgotos na água): os compostos nitrogenados e fosfatados são fitonutrientes indispensáveis para os vegetais, mas seus excessos podem gerar eutrofização na água. O nitrogênio amoniacal e o fosfato são liberados pela decomposição microbiológica da matéria orgânica. Além disso, podem vir diretamente dissolvidos no esgoto não tratado, originado dos produtos de limpeza e excretas humanos. O nitrito e o nitrato se formam a partir da oxidação do nitrogênio amoniacal, sendo menos tóxicos (Esteves, 1998).

Na zona de arrebenção os resultados médios de nitrogênio amoniacal em ambos os anos estudados oscilaram em torno da concentração registrada na área de deságüe do sangradouro da Rua Pelotas (controle, R4), não indicando contaminação por esse composto (Tabela 1). Mas a exceção ocorreu na primavera na área de deságüe do sangradouro da Rua Rio de Janeiro, quando as concentrações de nitrogênio amoniacal e de fosfato foram simultaneamente altas. A causa foi o aumento da vazão desse sangradouro devido à ocorrência de fortes chuvas na ocasião, quando a intensa vazão do mesmo contaminou as águas da zona de arrebenção receptoras do mesmo. Isso não ocorreu com o sangradouro da Rua do Riacho, porque esse tem maior volume de água para diluir os efluentes nele lançados (maior capacidade de autodepuração) e é muito menos eutrofizado (menos nutrientes) que o sangradouro da Rua Rio de Janeiro.

As águas do interior dos sangradouros centrais do Cassino apresentaram altas concentrações médias e máximas de nitrogênio amoniacal e de fosfato de ambos os anos estudados, principalmente quando comparadas com as do sangradouro controle (S4) (Tabela 2).

A contaminação por nitrogênio amoniacal foi maior no verão de 2003, o que corroborou com a hipótese anteriormente citada para os resultados da DBO<sub>5</sub>, pois se no verão é favorecida a taxa metabólica dos decompositores da matéria orgânica que é aportada para os sangradouros, conseqüentemente há mais excreção de nitrogenados e fosfatados enriquecendo a água onde há

essa decomposição. Além disso, deve se considerar que no verão, há maior densidade populacional, e então é lançada mais matéria orgânica nos sangradouros para ser degradada.

Essa excessiva reserva de fitonutrientes na água e, ainda, considerando que a  $DBO_5$  é um parâmetro indicador da presença de matéria orgânica comprovaram que, mesmo depois da instalação da ETE no Cassino, há lançamentos clandestinos de excessiva carga de matéria orgânica fecal para os sangradouros. Isso mostrou que os mesmos recebem mais matéria orgânica do que tem capacidade de reciclar integralmente.

Ainda em 2003, o excesso de nitrogênio amoniacal nos sangradouros (Tabela 2) resultou em elevações nas concentrações de nitrito e baixas nas de nitrato. A causa foi a sub-saturação de oxigênio, que favoreceu a oxidação do nitrogênio amoniacal com formação de nitrito, o qual se acumulou por não se oxidar a nitrato. Na primavera de 2005, a contaminação em nitrogênio amoniacal foi menor, aumentando as concentrações de nitrito e nitrato. Novamente houve a influência do oxigênio, mas agora como estava mais concentrado na água, favoreceu a nitrificação total do nitrogênio amoniacal.

Num ambiente equilibrado, a formação de nitrato é mais satisfatória para um ambiente, pois esse composto é menos tóxico e menos eutrofizante do que o nitrogênio amoniacal (Esteves, 1998). Por isso, na área de arrebentação o padrão foi diferente do registrado para os sangradouros. Portanto, não houve acúmulos de nitrito (Tabela 1), indicando a nitrificação completa do nitrogênio até nitrato, com conseqüente melhor qualidade da água e com menos possibilidade de se desencadear o processo de eutrofização com florações oportunistas e desequilíbrio ambiental.

O gás amônia é um constituinte (uma fração) do nitrogênio amoniacal da água. É bastante tóxico e tem sua concentração elevada quando o ambiente está contaminado por nitrogênio amoniacal, e o pH é mais alcalino, além de depender também da temperatura e da salinidade da água (Baumgarten *et al.*, 1996). Na tabela 2 foi destacada a contaminação por esse gás nas águas do sangradouro da Rua Rio de Janeiro, a qual se manteve em 2005, embora amenizada com relação a 2003.

Em termos de comparação dos resultados dos fitonutrientes com a legislação ambiental, as altas concentrações dos sangradouros, embora sejam passíveis de eutrofizar o ambiente, essas se apresentaram em conformidade com a legislação, tendo em vista essa citar limites muito tolerantes para nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato (Tabela 2).

Entretanto, houve uma exceção no verão, pois no sangradouro da Rua Rio de Janeiro a concentração de nitrogênio amoniacal foi acima do recomendado pela legislação. Isso reforçou a preocupação em termos da eutrofização da água desse sangradouro, principalmente se for considerado que o mesmo tem uma cobertura de concreto que foi construída na maioria do seu percurso pelo balneário (Figura 5). Essa estrutura desfavoreceu o desenvolvimento natural de bactérias nitrificantes que oxidam o nitrogênio amoniacal a nitrato. Essas bactérias se fixam nos sedimentos superficiais do fundo da lâmina d'água e necessitam de bastante oxigênio dissolvido (são aeróbicas), o que fica prejudicado quando o sangradouro não fica exposto ao ar.

No sangradouro da Rua do Riacho ocorreu o contrário, pois a água flui por um percurso natural e muito vegetado e assim, a nitrificação é favorecida, resultando em maiores concentrações de nitrato e menores de nitrito, com maior equilíbrio (Tabela 2).

Com relação às bactérias Coliformes fecais, essas quando presentes no meio aquático indicam que o mesmo recebeu aporte de fezes e, ainda explicitam a probabilidade de ter nessa água outras bactérias patogênicas originadas de fezes de pessoas com doenças como tifo e hepatite (Esteves, 1998).

Portanto, apesar de não terem sido gerados dados sobre a contaminação bacteriana dos sangradouros, as altas concentrações de nutrientes registradas pressupõem que as suas águas eutrofizadas dos mesmos também podem estar contaminadas com muitos tipos de bactérias, inclusive patogênicas.

Na zona de arrebentação á frente da Rua do Riacho não foi evidenciada contaminação por Coliformes fecais em 2003. Mas na frente do sangradouro da Rua Rio de Janeiro, tanto a média como os valores máximos de Coliformes indicaram a ocorrência desse tipo de contaminação na zona de arrebentação (Tabela 1), em época de chuvas, à exemplo da contaminação por nutrientes, quando os sangradouros deságuam com maior vazão no oceano. Isso corroborou com a probabilidade dessas bactérias estarem intensamente presentes no referido sangradouro.

Silicatos: esse parâmetro não está citado na legislação ambiental, mas a sua concentração na água está relacionada com a constituição do fundo do ambiente aquático e com a movimentação da água, já que sua principal origem é geológica. Quanto menos salina a água, mais silicato. Isso

explicou as muito maiores concentrações nos sangradouros do que nas zonas de arrebentação e os sangradouros.

Águas ricas em silicato, simultaneamente com os fitonutrientes nitrogenados e fosfatados tem favorecida a proliferação de espécies de fitoplâncton silicoso, como as diatomáceas.

A altíssima concentração de silicato no sangradouro da Rua Rio de Janeiro com relação ao registro nos outros sangradouros em consequência das paredes de concreto no percurso do mesmo, possivelmente liberando silício a partir da redissolução dos sedimentos depositados nos interstícios do concreto das próprias paredes.

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista que foram obtidos dados em diferentes estações e em anos diferentes (verão de 2003 e primavera de 2005), a variação sazonal dos resultados se somou a variação dos mesmos devido à influência da instalação da ETE na evolução temporal das concentrações entre os anos estudados. Isso prejudicou a avaliação de cada um desses fatores isoladamente. Portanto, estudos complementares a esse são recomendados padronizando os períodos amostrados em termos de estação do ano. Assim sendo, amostragens devem ser feitas no verão, por ser época de maior densidade populacional e coincidir com a época amostrada antes da instalação da ETE.

Os resultados do presente estudo salientaram a alta contaminação e a eutrofização da água do sangradouro da Rua Rio de Janeiro. Essa situação foi mais evidente no verão de 2003, quando a população é maior no balneário e não havia rede coletora de esgotos. Mas, infelizmente, essa contaminação se manteve em 2005, apesar desse sangradouro passar por uma área onde em 2004 foi instalada a rede coletora de esgotos e de já existir a ETE no Cassino. Agravando a situação, a contaminação em 2005 foi constatada na primavera, quando a população do Cassino se reduz bruscamente com relação ao verão.

A contaminação desse sangradouro certamente seria amenizado se as construções que se localizam na área da Rua Rio de Janeiro e das outras que tem rede coletora de esgotos fizessem ligação nessa rede, principalmente se tratando de estabelecimento público, como hotéis, restaurantes, etc. É necessário que haja conscientização ou até mesmo obrigatoriedade para isso.

Os sangradouros da Rua do Riacho e da Rua Júlio de Castilhos também apresentaram contaminação em comparação ao sangradouro da Rua Pelotas, o qual foi considerado natural. Isso evidenciou que também há lançamentos de esgotos nos referidos sangradouros contaminados, mas nesse caso eles ficam em área desprovida totalmente de rede coletora.

Portanto, é urgente a adoção de medidas como ampliar a rede de coleta de esgotos para área mais internas e mais laterais do balneário, além de aumentar a fiscalização, bloquear e punir os responsáveis pelas ligações clandestinas de esgotos nos sangradouros.

Piorando a situação do sangradouro da Rua Rio de Janeiro, em épocas de estiagem e, principalmente no verão, o mau cheiro que exala da água e provém da formação de gases fétidos e tóxicos (amoníaco e sulfetos) que se formam no fundo da lâmina d'água contaminada pelos esgotos, prejudicam o turismo local. Provavelmente, em função dessa situação, os banhistas que dispõem de meio de locomoção, procuram os locais da praia mais afastados do centro (áreas conhecidas como Terminal e Querência). Mas essa contaminação é prejudicial para os banhistas que precisam freqüentar o local, o que é muito intenso principalmente nos finais de semana. A contaminação desse sangradouro é potencializada pela canalização de concreto por onde escoam o mesmo ao longo da rua, favorecendo a pouca oxigenação das águas, o mau cheiro e a proliferação de bactérias.

Portanto, no verão os órgãos competentes deveriam informar os banhistas sobre os níveis de contaminação das águas dos sangradouros contaminados (uso de placas, da mesma forma como é feito para as águas da zona de arrebentação). Isso pode amenizar os riscos de contaminações das pessoas que tem contato direto ou indireto com as águas desses sangradouros, considerando ainda o fato de que essas águas também contaminam a areia nas adjacências do percurso. Para tanto, a CORSAN em todos os verões, deveria incluir amostragens nas águas dos sangradouros centrais do balneário, no programa de monitoramento da Praia do Cassino, conjuntamente com amostragens nas águas da zona de arrebentação.

As fossas sépticas das residências situadas nas áreas desprovidas de rede coletora precisam ser obrigatórias e adequadamente dimensionadas em termos de capacidade máxima de habitante de cada residência, o que evitaria vazamentos no verão, quando pode haver superlotação das mesmas. Isso é agravado em períodos de intensas chuvas, quando as fossas

mal planejadas ou mal cuidadas podem transbordar. Esses procedimentos evitariam os lançamentos clandestinos dos esgotos e a contaminação, não somente nos sangradouros como na rede pluvial do balneário.

#### **REREFÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- APHA, 1998. Standart Methods for the examination of water and wastewater. 18<sup>th</sup> Edition. DL 236/98.
- BAUMGARTEN, M.G.Z; ROCHA, J.M.B & NIENCHESKI L.F.H. 1996. Manual de análises em oceanografia química. Rio Grande: Ed. Furg.132p.
- DA CRUZ, J.D. 2003. Praia do Cassino – Informativo Turístico Online [Online] Disponível em [www.vetorialnet.com.br/~janine/frame.html](http://www.vetorialnet.com.br/~janine/frame.html) . Arquivo capturado em 6 de Março.
- ESTEVES, F.A. 1998 Fundamentos de Limnologia. Segunda edição. Rio de Janeiro. Editora Interciência. ISBN: 85-7193-008-2. 602p.
- ESTEVES, F.A. & BARBOSA, F.A .R. 1992. Eutrofização Artificial: a doença dos lagos. Revista Ciência Hoje. Volume especial Eco-Brasil: 48-53.
- FIGUEIREDO, S.A. 2002. Distribuição espaço-temporal dos sangradouros da costa gaúcha no trecho São José do Norte-Farol de Mostardas. Rio Grande, 43p. Trabalho de conclusão do Curso de Oceanologia, FURG.
- PEREIRA DA SILVA, R. 1995. Comportamento morfodinâmico dos sangradouros entre a Praia do Cassino e Chuí, RS. Rio Grande, 36p. Trabalho de conclusão do Curso de Oceanologia, FURG.
- MILLÃO, D.G. 2004. Níveis de contaminação orgânica nos sangradouros da praia do Cassino (Rio Grande –RS) – Verão de 2003. Trabalho de conclusão do Curso de Oceanologia. FURG. Rio Grande. 72p.